

不同母质土壤—水稻系统 Cd 吸收累积特征及差异

董霞^{1,2}, 李虹呈^{1,2}, 陈齐^{1,2}, 李欣阳^{1,2},
龙坚^{1,2}, 侯红波^{1,2}, 彭佩钦^{1,2}, 廖柏寒^{1,2}

(1.中南林业科技大学环境科学与工程学院,长沙 410004;

2.中南林业科技大学稻米品质安全控制湖南省工程实验室,长沙 410004)

摘要:通过选取土壤有效态镉(Cd)含量相近、母质不同的水稻土河沙泥(河流冲积物发育)和紫泥田(紫色砂页岩母质发育),添加不同浓度的外源 Cd(0,0.5,1,2,5 mg/kg)模拟 Cd 污染稻田土壤进行盆栽试验,研究不同母质稻田土壤 Cd 胁迫条件下水稻不同生育期对 Cd 吸收累积的差异,并推算出土壤 Cd 环境安全临界值。结果表明,水稻生育期 2 种土壤有效态 Cd 含量均在分蘖期最高,河沙泥有效态 Cd 含量平均为 0.47 mg/kg,紫泥田平均为 0.36 mg/kg,同一外源 Cd 水平下,河沙泥土壤有效态 Cd 含量高于紫泥田。对河沙泥而言,随着外源 Cd 浓度的增加,水稻总生物量呈现先增加后下降的趋势,当外源 Cd 浓度为 1 mg/kg 时达到最大生物量,为 47.11 g/pot;而紫泥田水稻生物量呈现逐渐增加的趋势,但各处理间差异不显著($P > 0.05$)。2 种土壤中水稻糙米、谷壳、茎叶、根 Cd 含量均随外源 Cd 浓度的增加而增加,整体分布特征为根>茎叶>谷壳>糙米,且河沙泥高于紫泥田;河沙泥水稻平均 Cd 累积量为 51.71 $\mu\text{g}/\text{pot}$,紫泥田平均 Cd 累积量为 42.56 $\mu\text{g}/\text{pot}$,2 种土壤成熟期水稻 Cd 累积量对比分蘖期分别增加 1.45,1.07 倍。回归分析表明,河沙泥和紫泥田稻米 Cd 超标的土壤 Cd 安全临界值分别为 2.03,3.14 mg/kg。水稻对 Cd 的吸收累积特征及土壤 Cd 安全临界值因土壤母质不同而存在显著差异。

关键词:不同母质土壤;不同生育期;水稻;Cd 累积;Cd 安全临界值

中图分类号:X53

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2019)04-0342-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbxb.2019.04.048

Characteristics and Differences of Cadmium Absorption and Accumulation in Different Parent Soil-Rice Systems

DONG Xia^{1,2}, LI Hongcheng^{1,2}, CHEN Qi^{1,2}, LI Xinyang^{1,2},

LONG Jian^{1,2}, HOU Hongbo^{1,2}, PENG Peiqin^{1,2}, LIAO Bohan^{1,2}

(1.College of Environmental Science and Engineering, Central South University of

Forestry and Technology, Changsha 410004; 2.Hunan Engineering Laboratory for Control of

Rice Quality and Safety, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004)

Abstract: Alluvial sandy soil (developed from river alluvium parent materials) and purple clayey soil (developed from purple sandy shale parent materials) with similar available cadmium (Cd) content and different parent materials were selected to conduct pot experiments, and to study the difference of Cd absorption and accumulation at different growth stages of rice under Cd stress conditions in different parent material paddy soils, as well as to calculate the critical value of soil Cd environmental safety. Different concentrations of exogenous Cd (0, 0.5, 1, 2, 5 mg/kg) were added to the soils to simulate the Cd contained paddy soils. The results showed that the available Cd contents of the two soils (alluvial sandy soil and purple clayey soil) were the highest at the tillering stage. The average content of available Cd in alluvial sandy soil was 0.47 mg/kg, and that in purple clayey soil was 0.36 mg/kg. At the same level of exogenous Cd, the content of available Cd in alluvial sandy soil was higher than that in purple clayey soil. For alluvial sandy soil, with the increasing of exogenous Cd concentration, the total biomass of rice increased first and then decreased. When the concentration of

收稿日期:2019-01-14

资助项目:国家科技支撑计划项目(2015BAD05B02);农业部财政部重大专项(农办财函[2016]6号);湖南省重点学科建设项目(2006180)

第一作者:董霞(1992—),女,硕士研究生,主要从事环境生态学研究。E-mail:1623184130@qq.com

通信作者:彭佩钦(1965—),男,教授,博士生导师,主要从事水土保持和环境生态学研究。E-mail:pqpeng123@sina.com

exogenous Cd was 1 mg/kg, the biomass was the maximum, which was 47.11 g/pot. While the biomass of rice in purple clayey soil increased gradually, but the difference between the treatments was not significant ($P>0.05$). The contents of Cd in brown rice, husk, stem and leaf and root increased with the increasing of exogenous Cd concentration in the two soils, and the overall distribution characteristics were root>stem and leaf>husk>brown rice, and the Cd content of alluvial sandy soil was higher than that of purple clayey soil. The average Cd accumulation of rice in alluvial sandy soil was 51.71 g/pot, and it was 42.56 g/pot in the purple clayey soil. Compared with the tillering stage, the Cd accumulation of rice in the two soils increased by 1.45 and 1.07 times at maturation stage, respectively. Regression analysis showed that the critical Cd safety thresholds for Cd-exceeding soil were 2.03 mg/kg and 3.14 mg/kg in alluvial sandy soil and purple clayey soil, respectively. The absorption and accumulation characteristics of Cd and the critical value of soil Cd safety were significantly different among different soil parent materials.

Keywords: soils with different parent materials; different growth stages; rice (*Oryza sativa* L); cadmium accumulation; Cd safety threshold

随着工业化和城市化的快速推进,我国农田土壤镉(Cd)污染问题日趋严峻^[1]。Cd 作为一种植物生长的非必需元素,在环境中表现出极强的迁移转化特性,通过植物富集污染食物链^[2]。水稻是我国主要的粮食作物,全国约有 60% 的人口以稻米为主食;同时,水稻被证实为吸 Cd 能力最强的大宗谷类作物^[3]。稻米 Cd 超标风险与日俱增,稻田 Cd 污染治理迫在眉睫,但我国土壤类型众多,水稻对 Cd 的吸收累积因土壤类型不同而存在差异。有研究^[4]表明,水稻对外源 Cd 的吸收及其在籽粒中的富集受土壤类型的影响大于水稻品种基因型;陈齐等^[5]研究发现,同种 Cd 浓度胁迫下,水稻在红黄泥和紫泥田中对 Cd 的吸收累积差异显著;范中亮^[6]通过水稻盆栽试验指出,水稻对 Cd 的吸收在不同土壤类型上存在差异,同一 Cd 处理水平下,潮土上水稻各器官 Cd 含量均低于水稻土。虽然前人已进行了相应的研究工作,但由于土壤的复杂性和研究工作的遗漏,且不同

土壤因成土母质不同形成的土壤理化性质差异显著,关于水稻在不同母质土壤上对 Cd 的响应机理尚无定论。因此,本研究选用湖南地区 2 种典型成土母质(河沙泥与紫泥田)发育而成的水稻土进行水稻盆栽试验,研究 Cd 在不同土壤—水稻系统中的迁移规律及稻米 Cd 超标的安全临界值,为 Cd 污染稻田的改良修复和稻米安全生产提供理论支撑和科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

水稻(*Oryza sativa* L.)品种选用“华润 2 号”,属常规迟熟晚稻,由湖南亚华种子有限公司提供。供试土壤采自湖南省长沙市宁乡县双江口镇水稻土耕作层(0—20 cm),河沙泥为河流冲积物发育的水稻土,紫泥田为紫红色砂页岩母质发育的水稻土。土壤采回后,用木块压碎,除去残根、杂物,铺成薄层在阴凉、洁净、无污染处自然风干。土壤基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤基本理化性质

土壤类型	pH	OM/ (g · kg ⁻¹)	CEC/ (cmol · kg ⁻¹)	有效态 Cd/ (mg · kg ⁻¹)	全 Cd/ (mg · kg ⁻¹)	黏粒含量 (<0.002 mm)/%
河沙泥	6.32	34.2	26.10	0.08/0.07	0.32	21.56
紫泥田	7.90	27.8	35.68	0.04/0.04	0.21	30.25

注:表中/前后数字表示 2 种土壤熟化前后有效态 Cd 含量。

1.2 试验设计

盆栽试验于 2017 年 7—10 月在中南林业科技大学生命科学楼 3 楼平台进行,试验地光、水、气、热等环境条件均为自然状态,无人工干扰。试验采用无盖圆形胶质盆,高 20 cm,桶底半径 10 cm。每盆装土 4 kg,加入 CdCl₂ 溶液,Cd 水平为 0,0.5,1,2,5 mg/kg,平衡老化 30 天以后,按 N 0.15 g/kg、P₂O₅ 0.1 g/kg、K₂O 0.15 g/kg 施入基肥。于 2017 年 7 月 12 日将采用抛秧盘育苗的水稻秧苗植入盆栽,每盆 2 穴,每穴 2 株,10 月 27 日收获。整个生育期均由自来水灌溉,

常规农田水分管理及农药喷施。

1.3 样品采集与预处理

本试验采用破坏性取样法,采集水稻分蘖盛期、抽穗期、灌浆期和成熟期水稻植株及水稻根系 2 cm 处根际土壤,土壤样品于阴凉处自然风干、碾磨并过 10 目和 100 目尼龙筛,塑料封口袋保存待测。采集的水稻植株样品,用自来水和去离子水洗净,晾干后放入烘箱 105 ℃杀青 30 min,70 ℃烘干至恒重,使用剪刀将水稻根系、茎叶、壳、谷粒分离,使用小型脱壳机将水稻谷粒脱壳。

1.4 样品分析测定方法

土壤 pH、有机质(OM)、CEC 按照《土壤农化分析》中方法^[7]测定,土壤总重金属用盐酸—硝酸—高氯酸电热板加热消解^[8]。土壤有效态 Cd 采用 DTPA 浸提法测定^[9]。水稻各部位中 Cd 含量采用干灰化法消解。土壤样品中 Cd 含量采用 ICP—AES (ICP 6300, Thermo)测定,水稻样品溶液中 Cd 含量采用石墨炉原子吸收分光光度计(ICE—3500, Thermo)测定。所有样品分析过程中以国家标准物质土壤(GBW(E)—070009)和湖南大米(GBW 10045 (GSB—23))进行质量控制分析,Cd 的回收率为 97.3%~98.5%,同时做空白试验。

1.5 数据统计与分析

利用 Excel 2010 和 SPSS 22.0 软件进行数据统计与分析,文中数据均显示为平均值±标准偏差($n=3$)。采用单因素方差分析(ANOVA)和 Duncan 多重比较法

分析各处理间差异,采用 Pearson 相关系数分析数据间相关性。应用 Origin Pro 8.5 软件作图。

2 结果与分析

2.1 水稻各生育期土壤有效态 Cd 含量的变化

由表 2 可知,随着水稻生育期的延长,2 种土壤有效态 Cd 含量均呈下降趋势,河沙泥土壤在抽穗期有效态 Cd 含量最低,具体表现为分蘖期>灌浆期>成熟期>抽穗期;而紫泥田土壤有效态 Cd 含量在成熟期最低,表现为分蘖期>抽穗期>灌浆期>成熟期。随着外源 Cd 含量的增加(0~5 mg/kg),2 种土壤有效态 Cd 含量在各个生育期均显著增加,水稻全生育期河沙泥土壤有效态 Cd 含量变化范围为 0.07~1.38 mg/kg,平均为 0.47 mg/kg,紫泥田土壤有效态 Cd 含量变化范围为 0.04~1.18 mg/kg,平均 0.36 mg/kg,同一外源 Cd 水平下,河沙泥土壤有效态 Cd 含量均高于紫泥田。

表 2 水稻各生育期土壤有效态 Cd 含量变化

单位:mg/kg

土壤类型	外源 Cd	分蘖期	抽穗期	灌浆期	成熟期
河沙泥	0	0.09±0.01Aa	0.07±0.01Ac	0.08±0.01Ab	0.07±0.01Ac
	0.5	0.22±0.02Aa	0.16±0.01Ac	0.20±0.01Ab	0.18±0.02Ab
	1	0.36±0.03Aa	0.25±0.02Ad	0.34±0.04Ab	0.28±0.04Ac
	2	0.57±0.07Aa	0.43±0.01Ad	0.54±0.02Ab	0.48±0.07Ac
	5	1.38±0.10Aa	1.09±0.02Ad	1.32±0.03Ab	1.19±0.03Ac
紫泥田	0	0.07±0.01Ba	0.05±0.02Bb	0.04±0.02Bb	0.04±0.01Bb
	0.5	0.16±0.03Ba	0.13±0.04Bb	0.13±0.02Bb	0.10±0.03Bc
	1	0.28±0.06Ba	0.23±0.01Ab	0.21±0.03Bbc	0.18±0.04Bc
	2	0.51±0.07Aa	0.45±0.05Ab	0.40±0.02Bbc	0.37±0.06Bc
	5	1.18±0.08Ba	1.02±0.06Ab	0.92±0.07Bc	0.81±0.05Bd

注:不同大写字母表示同一生育期相同 Cd 水平下不同土壤有效态 Cd 差异显著($P<0.05$);不同小写字母表示相同 Cd 水平下不同生育期土壤有效态 Cd 差异显著($P<0.05$)。下同。

2.2 外源 Cd 胁迫对成熟期水稻生长的影响

从表 3 可以看出,对于河沙泥,随着外源 Cd 含量的增加(0~1 mg/kg),水稻生物量较对照显著增加($P<0.05$),但当外源 Cd 浓度高于 1 mg/kg 时,水稻总生物量却呈现明显下降的趋势,说明低浓度的

Cd 对水稻生长有一定的刺激作用。而对于紫泥田,随着外源 Cd 含量的增加,水稻生物量有逐渐增加的趋势,但各处理间差异不显著($P>0.05$),当外源 Cd 浓度为 2 mg/kg 时,水稻达到最大生物量,为 48.13 g/pot,较对照增加 10.1%。

表 3 外源 Cd 污染对水稻生物量的影响

单位:g/pot

外源 Cd/ (mg·kg ⁻¹)	河沙泥				紫泥田			
	茎叶	谷壳	糙米	总生物量	茎叶	谷壳	糙米	总生物量
0	21.63±0.62c	6.96±0.37a	14.32±0.87a	42.91±1.65bc	24.47±0.85b	6.70±0.80bc	12.53±0.76bc	43.70±1.04b
0.5	25.53±0.92b	7.36±1.40a	12.54±0.73b	45.44±1.60ab	26.76±0.47a	6.93±0.40c	12.11±0.32bc	45.80±0.64ab
1	26.97±0.70a	6.45±0.74a	13.69±1.03ab	47.11±2.23a	27.22±0.98a	6.17±0.43abc	13.32±1.04b	46.71±1.66a
2	24.52±0.73b	6.80±0.44a	10.07±0.69c	41.39±0.91cd	24.47±0.73b	7.63±0.67ab	16.03±0.50a	48.13±0.53a
5	20.33±0.90c	6.47±0.60a	12.74±0.33b	39.55±1.29d	25.78±0.79ab	8.00±0.67a	11.50±0.68c	45.28±1.88ab

注:同列不同小写字母表示各处理差异显著($P<0.05$)。

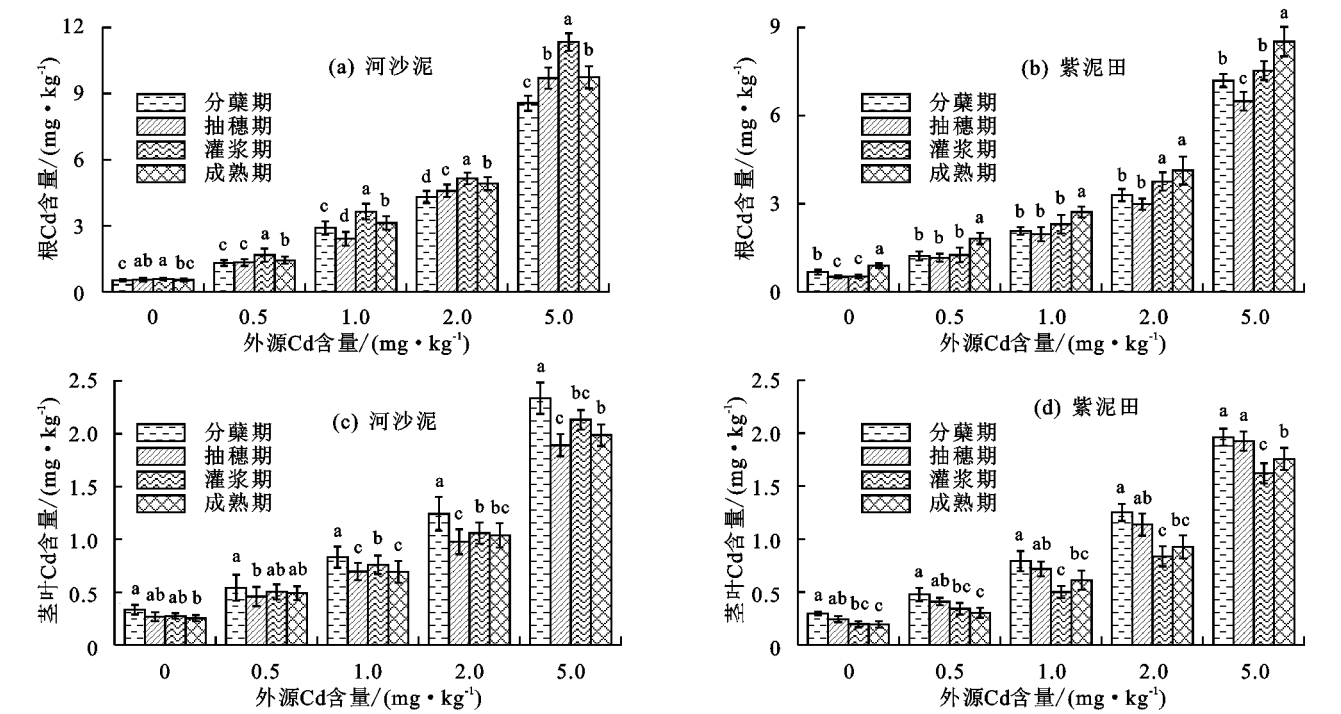
2.3 不同生育期水稻各部位 Cd 含量的变化

由图 1 可知,随着水稻生育期的延长,河沙泥水稻根系 Cd 含量呈现先上升后下降的趋势,在灌浆期达到最高,与分蘖期相比,成熟期水稻根系 Cd 含量

增加 2.1%~13.7%(图 1a);对于紫泥田水稻,其根系 Cd 含量随生育期的延长呈现先下降后持续上升的趋势,在抽穗期降至最低,与分蘖期相比,成熟期水稻根系 Cd 含量增加 18.5%~33.1%(图 1b)。水稻不同

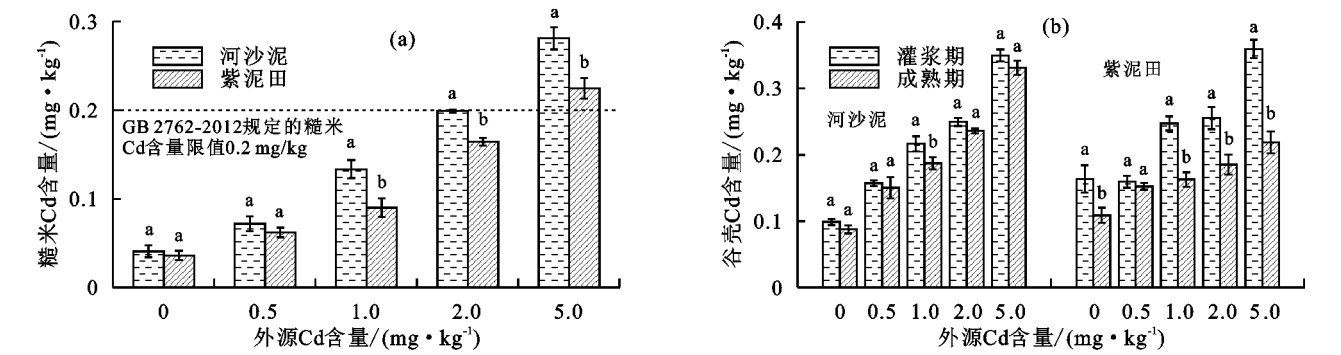
生育期茎叶 Cd 含量差异明显,且存在一定的规律性,生长在 2 种母质土壤中的水稻均表现为分蘖期茎叶 Cd 含量最高(图 1c、1d),与分蘖期相比,河沙泥和紫泥田水稻成熟期茎叶 Cd 含量分别降低 15.0%~24.2%和 10.5%~35.3%。在 2 种土壤下,水稻根系、茎叶 Cd 含量均随外源 Cd 浓度的增加而逐渐增加,表明水稻对 Cd 的吸收与外源 Cd 浓度具有密切关系;对比 2 种母质土壤,河沙泥水稻根系、茎叶 Cd 含量整体高于紫泥田土壤,这可能是由于河沙泥有效态 Cd 含量高于紫泥田所致。随着外源 Cd 浓度的增加(0~5 mg/kg),

糙米 Cd 含量呈现逐渐增加趋势,与对照相比,河沙泥中增加了 5.91 倍,紫泥田中增加了 5.24 倍(图 2a)。当外源 Cd 含量较低时(2 mg/kg),2 种土壤水稻糙米 Cd 含量均低于国家限定标准(0.2 mg/kg),表明在一定 Cd 污染土壤上种植水稻是安全的。整体而言,在同一 Cd 污染条件下,河沙泥水稻糙米 Cd 含量高于紫泥田。在同一外源 Cd 浓度下,2 种母质土壤中水稻谷壳 Cd 含量均表现为灌浆期高于成熟期,对比灌浆期,河沙泥和紫泥田成熟期谷壳 Cd 含量分别下降 4.4%~13.6%,4.5%~39.2%(图 2b)。



注:图中不同小写字母表示相同 Cd 水平下不同生育期水稻根、茎叶 Cd 差异显著($P<0.05$)。下同。

图 1 水稻各生育期根、茎叶 Cd 含量变化



注:图 a 中不同小写字母表示同一 Cd 水平下不同母质水稻糙米 Cd 差异显著($P<0.05$)。

图 2 水稻生育期糙米、谷壳 Cd 含量变化

2.4 不同生育期水稻植株 Cd 累积量变化

通过测定水稻各部位(糙米、谷壳、穗、茎叶、根)Cd 含量及干重,计算出水稻全株 Cd 累积量。从表 4 可以看出,随着水稻生育期的延长,水稻植株 Cd 累积量呈现出从分蘖期到成熟期逐渐增加的趋势,且随着外源 Cd 含量的增加而增加。与分蘖期相比,河沙泥和紫泥田水稻成熟期 Cd 累积量分别增加 1.45,1.07 倍。河沙泥

水稻 Cd 总累积量范围为 11.81~127.08 $\mu\text{g}/\text{pot}$,平均 Cd 累积量为 51.71 $\mu\text{g}/\text{pot}$,紫泥田累积范围为 18.65~91.37 $\mu\text{g}/\text{pot}$,平均 Cd 累积量为 42.56 $\mu\text{g}/\text{pot}$,河沙泥高于紫泥田。在高 Cd 水平下,河沙泥水稻植株 Cd 累积量显著高于紫泥田($P<0.05$)。

2.5 不同土壤类型 Cd 环境安全临界值

从图 3 可以看出,不同母质发育的土壤其安全临

界值存在明显差异。在 2 种土壤类型下,通过外源 Cd 含量与糙米 Cd 含量对应关系拟合方程,将国家食品安全标准(GB 2762—2012)^[10]所规定的糙米 Cd 含量限值 0.2 mg/kg 代入方程,推导出 2 种土壤 Cd

安全临界值:河沙泥为 2.03 mg/kg,紫泥田为 3.14 mg/kg,均高于国家标准(HJ/T 332—2006)^[11]规定的限量值。由此可见,Cd 对水稻的生物有效性因土壤类型不同而存在显著差异。

表 4 各生育期水稻植株 Cd 累积量 单位:μg/盆

土壤类型	外源 Cd/(mg·kg ⁻¹)	分蘖期	抽穗期	灌浆期	成熟期
河沙泥	0	11.81±3.13Ab	19.62±5.68Aab	19.95±4.18Aab	22.57±3.69Aa
	0.5	19.29±2.19Ac	30.60±3.70Ab	35.75±6.56Ab	49.03±7.95Aa
	1	30.78±5.29Ac	45.00±6.71Ab	51.80±3.60Ab	73.13±5.88Aa
	2	39.05±5.74Ac	58.55±3.98Ab	67.62±6.12Ab	101.16±12.58Aa
	5	51.19±6.29Ac	84.76±9.72Ab	95.47±13.90Ab	127.08±9.53Aa
紫泥田	0	18.65±4.53Aa	27.05±5.62Aa	25.40±3.59Aa	29.33±7.49Aa
	0.5	20.01±4.87Ab	32.49±4.32Aa	37.42±6.91Aa	38.44±6.53Aa
	1	24.10±8.28Ab	39.85±9.57Aa	42.67±7.06Aa	53.18±6.50Ba
	2	32.21±6.23Ab	48.90±12.08Aab	51.94±6.33Ba	63.57±11.25Ba
	5	38.14±7.91Bc	62.09±6.01Bb	74.10±9.48Bb	91.37±9.97Ba

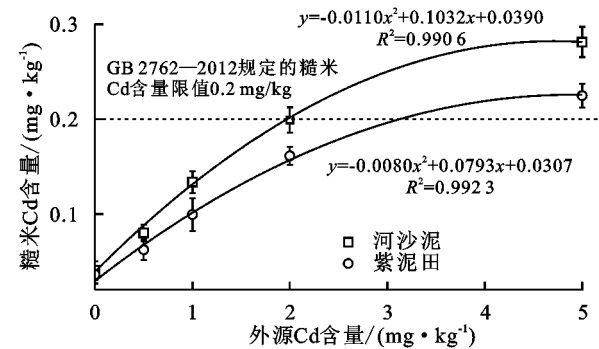


图 3 外源 Cd 与糙米 Cd 含量关系拟合

3 讨论

土壤中 Cd 的毒性不仅与其总量相关,更大程度由形态分布决定,Cd 在不同母质土壤中存在状态有所差异。有研究^[12]指出,土壤有效态 Cd 含量能反映其生物有效性及生态毒性,而因土壤类型不同,其 Cd 生物有效性也存在差异。试验结果显示,随着水稻生育期的延长,成熟期土壤有效态 Cd 含量低于分蘖期(表 2),这是由于随着水稻生育期的推移,长时间淹水处理,土壤氧化还原电位(Eh)降低,土壤还原作用加强,有效态 Cd 含量降低^[13-14]。不同的是,河沙泥土壤有效态 Cd 含量在抽穗期处于最低,这可能由于抽穗期是水稻生长发育的重要时期,生理活动旺盛,吸收各种营养元素的能力提高,且水稻在抽穗期形成发达的根系,而根系作为水稻吸收养分和矿质元素的主要器官,对 Cd 的吸收自然也较多^[15]。紫泥田土壤偏碱性(pH=7.90),pH 高于河沙泥。有研究^[16]表明,pH 升高带负电荷的土壤胶体对正电荷的重金属离子吸附能力增强,土壤中更多的 Cd²⁺ 被吸附固定,而且土壤中的 Fe、Mn 等离子会与 OH⁻ 形成羟基化合物为重金属离子提供更多吸附位点,从而使其生物有效性降低。因此本研究的同一外源 Cd 浓度下,紫

泥田土壤有效态 Cd 含量低于河沙泥(表 2)。

土壤质地是一个复杂的生态因子,对作物生长发育和品质的影响也很复杂。不同质地土壤上生长的作物,其生长状况、产量性状等方面都有一定的差异。土壤中的 Cd 进入水稻体内,对水稻的污染具有强烈的隐蔽性和危害性。在低 Cd 浓度处理下(0.5, 1 mg/kg),河沙泥水稻生物量高于对照,但在高 Cd 处理下(2, 5 mg/kg),水稻生物量却低于对照(表 3),其原因可能是当外源 Cd 浓度较低时,对水稻生长产生一定刺激作用,水稻因其 Cd 胁迫而产生抗性,植株适应此逆境并进行生长补偿,从而减轻 Cd 的毒害作用^[17];当外源 Cd 浓度继续增大,Cd 的毒害作用加强,阻碍叶绿素和蛋白质的合成,引起光合强度下降等,导致水稻减产^[18]。而紫泥田水稻生物量在 Cd 胁迫下呈现先上升后下降的趋势,但整体均高于对照,且在 Cd 浓度为 2 mg/kg 时生物量最大,产生此现象的原因可能是紫泥田土壤较高的 pH 和 CEC 影响了土壤 Cd 的生物有效性,降低 Cd 对水稻的毒害作用。

水稻主要是通过根的质外体和共质体途径从土壤溶液中吸收 Cd,然后由根系中柱流向木质部,最后向茎、叶和籽粒中运输。研究结果显示,水稻各部位 Cd 含量随外源 Cd 浓度的增加而增加,不同部位 Cd 含量差异明显,其大小顺序表现为根>茎叶>谷壳>籽粒(图 1、图 2),表明水稻吸收 Cd 大部分存在于根和秸秆而不是籽粒中,其原因是水稻受到污染后,Cd 进入根系的表皮细胞,与根内蛋白质、多糖、核酸等结合形成稳定的大分子络合物或不溶性有机大分子而沉积下来,这与 Li 等^[19]对水稻的研究结果一致。大量研究^[20-21]表明,土壤 pH、CEC、SOM 等性质直接影响到 Cd 的溶解度和活性,进而影响到 Cd 在水稻植株中的积累。河沙泥土壤由河流冲积物发育而成,属于

半水成土壤,CEC 含量中等,质地以壤质为主^[22];而紫泥田土壤由紫色砂页岩母质发育而成,以 2:1 型蒙脱石、伊利石为主,该黏土矿物由 2 个硅氧四面体晶片和 1 个铝氧八面体晶片构成,由晶格取代产生较多负电荷,CEC 含量高,质地较黏重^[5],对比 2 种不同母质土壤,紫泥田水稻各部位 Cd 含量整体低于河沙泥水稻(图 1、2),这是由于紫泥田土壤 pH、CEC 及黏粒含量较高所致^[23]。2 种母质土壤中水稻茎叶 Cd 含量均在分蘖期最高(图 1),分析其原因可能为分蘖期为水稻快速生长期,对养分的需求量较大,因主动吸收和被动吸收的双重影响导致大量 Cd 在植株中累积,而进入抽穗期后,水稻光合产物开始由茎叶向籽粒转移,水稻植株中部分 Cd 随之转移至籽粒中,导致该时期 Cd 含量高于其他时期,刘昭兵等^[24]通过水培试验也得到了类似的结果。同时,2 种母质土壤水稻各部位(根、茎叶、谷壳、糙米)Cd 含量整体偏低,这可能是因为在盆栽试验过程中长时间淹水灌溉,淹水灌溉处理降低了水稻对 Cd 的吸收^[25],同时重金属在大田环境中存在较高的变异性。因此,水稻各部位 Cd 含量整体呈现较低水平。

有研究^[26]报道,土壤 Cd 安全临界值与土壤 pH、SOM 或黏粒含量密切相关。本研究在不同母质土壤条件下,采用回归分析方法,以糙米 Cd 含量与外源 Cd 浓度的对应关系建立 Cd 累积方程(图 3),模拟推算出 2 种土壤引起稻米 Cd 超标的土壤全 Cd 含量临界值:河沙泥为 2.03 mg/kg;紫泥田为 3.14 mg/kg,说明河沙泥上的稻米 Cd 超标风险高于紫泥田,而这种差异主要归咎于 2 种母质发育土壤的 pH、CEC、粒径分布及矿物组成差异。2 种土壤的 CEC 也不同,紫泥田明显高于河沙泥,CEC 差异也表明 2 种土壤对镉的吸附能力明显不同;其次,土壤质地影响 Cd 的迁移活性。张刘东等^[27]研究发现,土壤粒径组成显著影响对重金属的吸附量,黏粒含量越高其吸附作用越强;陈宏坪等^[28]的研究表明,土壤 pH 和黏粒含量是影响土壤 Cd 安全临界值的主要因素,pH 和黏粒含量越高,土壤 Cd 安全临界值越大。不同母质土壤 Cd 安全临界值不同,污染管制值应该有所不同,其对外源 Cd 胁迫和土壤调理剂的响应存在差异,因此,不同母质土壤 Cd 污染治理应该实行差别化控制措施。本文通过模拟推测出土壤 Cd 安全临界值,为制定土壤 Cd 的限定标准以及 Cd 污染土壤的治理提供了参考,但由于本研究采用盆栽试验,添加的水溶性 Cd 进入土壤后,会发生一系列复杂反应,对产地安全临界值的估算具有局限性。因此确定土壤 Cd 安全临界值应充分考量地域或土壤类型之间的差异,再施用相应土壤调理剂,降低水稻对 Cd 的累积,使

糙米 Cd 含量满足国家限量标准(0.2 mg/kg)。

4 结论

(1)水稻生育期 2 种土壤有效态 Cd 含量均在分蘖期最高,河沙泥土壤有效态 Cd 含量平均为 0.47 mg/kg,紫泥田平均为 0.36 mg/kg,同一外源 Cd 水平下,河沙泥土壤有效态 Cd 含量均高于紫泥田。

(2)2 种土壤上水稻糙米、谷壳、茎叶、根 Cd 含量均随外源 Cd 浓度的增加而增加,整体分布特征为根>茎叶>谷壳>糙米,且同一外源 Cd 水平下,河沙泥水稻各部位 Cd 含量均高于紫泥田。

(3)随着水稻生育期的延长,水稻植株 Cd 累积量呈逐渐增加的趋势。河沙泥和紫泥田水稻相较于分蘖期 Cd 累积量分别增加了 1.45、1.07 倍,河沙泥水稻平均 Cd 累积量为 51.71 $\mu\text{g}/\text{pot}$,紫泥田平均 Cd 累积量为 42.56 $\mu\text{g}/\text{pot}$ 。

(4)回归分析表明,河沙泥和紫泥田稻米 Cd 超标的土壤 Cd 安全临界值分别为 2.03、3.14 mg/kg,河沙泥稻米 Cd 超标风险高于紫泥田。

参考文献:

- [1] 宋文恩,陈世宝,唐杰伟.稻田生态系统中镉污染及环境风险管理[J].农业环境科学学报,2014,33(9):1669-1678.
- [2] 孙聪,陈世宝,宋文恩,等.不同品种水稻对土壤中镉的富集特征及敏感性分布(SSD)[J].中国农业科学,2014,47(12):2384-2394.
- [3] 王刚,孙育强,杜立宇,等.石灰与生物炭配施对不同浓度镉污染土壤修复[J].水土保持学报,2018,32(6):379-383.
- [4] 龚伟群,李恋卿,潘根兴,杂交水稻对 Cd 的吸收与籽粒积累:土壤和品种的交互影响[J].环境科学,2006,27(8):1647-1653.
- [5] 陈齐,邓潇,陈珊,等.典型土壤不同提取态 Cd 与水稻吸收累积的关系[J].环境科学,2017,38(6):2538-2545.
- [6] 范中亮.不同土壤类型下重金属 Cd 对水稻胁迫及其产地环境临界值的研究[D].南京:南京农业大学,2009.
- [7] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,2000:205-226.
- [8] Bunluesin S, Pokethitiyook P, Lanza G R, et al. Influences of cadmium and zinc interaction and humic acid on metal accumulation in *Ceratophyllum demersum* [J]. Water Air Soil Pollution,2007,180(1/4):225-235.
- [9] 孙媛媛,孙友宝,盖荣银,等.二乙烯三胺五乙酸(DTPA)提取 ICP-AES 法测定土壤中有效态元素[J].环境化学,2015,34(8):1578-1579.
- [10] 中华人民共和国卫生部.GB 2762—2012 食品安全国家标准 食品中污染物限量[S].北京:卫生部,2012.
- [11] 国家环境保护总局.HJ/T 332—2006 食用农产品产地环境质量评价标准[S].北京:中国环境科学出版社,2006.

- [12] 刘孝利,曾昭霞,铁柏清,等.酸雨区不同用地类型土壤有效态 Cd 含量季节变化及关键影响因子[J].环境科学,2017,38(9):3882-3887.
- [13] 朱丹妹,刘岩,张丽,等.不同类型土壤淹水对 pH、Eh、Fe 及有效态 Cd 含量的影响[J].农业环境科学学报,2017,36(8):1508-1517.
- [14] Hu P J, Huang J X, Ouyang Y, et al. Water management affects arsenic and cadmium accumulation in different rice cultivars[J]. Environmental Geochemistry and Health,2013,35(6):767-778.
- [15] 王倩倩,贾润语,李虹呈,等.Cd 胁迫水培试验下水稻糙米 Cd 累积的关键生育时期[J].中国农业科学,2018,51(23):4424-4433.
- [16] 朱奇宏,黄道友,刘国胜,等.改良剂对镉污染酸性水稻土的修复效应与机理研究[J].中国生态农业学报,2010,18(4):847-851.
- [17] Chaca M V P, Vigliocco A, Reinoso H, et al. Effects of cadmium stress on growth, anatomy and hormone contents in *Glycine max* (L.) Merr[J]. Acta Physiologiae Plantarum,2014,36(10):2815-2826.
- [18] Seregin I V, Ivanov V B. Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants[J]. Russian Journal of Plant Physiology,2001,48(4):523-544.
- [19] Li D, Li W, Lu Q, et al. Cadmium bioavailability well assessed by DGT and factors influencing cadmium accumulation in rice grains from paddy soils of three parent materials[J]. Journal of Soils and Sediments,2018,18(7):2552-2561.
- [20] Yu H Y, Liu C, Zhu J, et al. Cadmium availability in rice paddy fields from a mining area: the effects of soil properties highlighting iron fractions and pH value[J]. Environmental Pollution,2016,209(1):38-45.
- [21] Li H, Luo N, Li Y W, et al. Cadmium in rice: Transport mechanisms, influencing factors, and minimizing measures[J]. Environmental Pollution,2017,224:622-630.
- [22] 肖飞.宁乡县河沙泥上早稻 N、P、K 肥的施用效应研究[D].长沙:湖南农业大学,2009.
- [23] 贺前锋,桂娟,刘代欢,等.淹水稻田中土壤性质的变化及其对土壤镉活性影响的研究进展[J].农业环境科学学报,2016,35(12):2260-2268.
- [24] 刘昭兵,纪雄辉,彭华,等.不同生育期水稻对 Cd、Pb 的吸收累积特征及品种差异[J].土壤通报,2011,42(5):1125-1130.
- [25] 田桃,曾敏,周航,等.水分管理模式与土壤 Eh 值对水稻 Cd 迁移与累积的影响[J].环境科学,2017,38(1):343-351.
- [26] Lu J H, Yang X P, Meng X C, et al. Predicting cadmium safety thresholds in soils based on cadmium uptake by chinese cabbage[J]. Pedosphere,2017,27(3):475-481.
- [27] 张刘东,冯绍元.基于土壤粒径组成影响的重金属镉吸附容量试验及模拟研究[J].中国农村水利水电,2014(7):81-84.
- [28] 陈宏坪,戴碧川,杨新萍,等.土壤、水稻籽粒镉含量相关性分析及水稻产地土壤镉临界值的研究[J].土壤,2018,50(2):361-368.

(上接第 233 页)

- [20] Luo W, Wang T Y, Lu Y L, et al. Landscape ecology of the Guanting Reservoir, Beijing, China: Multivariate and geostatistical analyses of metals in soils[J]. Environmental Pollution,2007,146(2):567-576.
- [21] Amaya F, Cristina L, Roca E, et al. Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain[J]. Journal of Hazardous Materials,2009,165(1/3):1008-1015.
- [22] Zhang M K, He Z L, Calvert D V, et al. Phosphorus and heavy metal attachment and release in sandy soil aggregate fractions[J]. Soil Science Society of America Journal,2003,67(4):1158-1167.
- [23] 张玥琦,孙雪,张国显,等.稻草与生石灰添加介导的温室内土壤团聚体稳定性及碳分布特性[J].水土保持学报,2018,32(3):202-207.
- [24] Fan J L, Ding W X, Chen Z M, et al. Thirty-year amendment of horse manure and chemical fertilizer on the availability of micronutrients at the aggregate scale in black soil[J]. Environmental Science and Pollution Research International,2012,19(7):2745-2754.
- [25] Sidhu G S, Sharma B D. Diethylenetriaminepentaacetic acid-extractable micronutrients status in soil under a rice-wheat system and their relationship with soil properties in different agroclimatic zones of Indo-Gangetic Plains of India[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis,2010,41(1):29-51.
- [26] 李天来,杨丽娟.作物连作障碍的克服:难解的问题[J].中国农业科学,2016,49(5):916-918.
- [27] 刘明池,季延海,赵孟良,等.菊芋发酵秸秆复合基质对番茄生长发育的影响[J].农学学报,2017,7(1):63-68.
- [28] 周卫,林葆.植物钙素营养机理研究进展[J].土壤学进展,1995,23(2):12-17.
- [29] 李丽霞.微肥对作物产量、品质的影响及其生态环境效应[D].陕西 杨凌:西北农林科技大学,2005.
- [30] 攸学松.铁对番茄幼苗生长的影响及其柠檬酸转运基因 SIFRD3 的克隆与分析[D].沈阳:沈阳农业大学,2017.